



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS ÁGRARIAS  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE  
CAMPUS II- AREIA-PB

ANDERSON DANTAS LEAL

EFEITO DA PALMEIRA *Acrocomia intumescens* DRUDE (ARECACEAE) SOBRE A  
BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA  
DO NORDESTE DO BRASIL

Areia

2020

ANDERSON DANTAS LEAL

**EFEITO DA PALMEIRA *Acrocomia intumescens* DRUDE (ARECACEAE) SOBRE A  
BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE MATA  
ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade do Centro de Ciências Agrárias da UFPB como requisito parcial para obtenção do título de mestre.

Orientador: José Domingos Ribeiro Neto

Areia

2020

**Catlogação na publicação Seção de Catlogação e Classificação**

L435e Leal, Anderson Dantas.

Efeito da palmeira *Acrocomia intumescens* drude  
(Arecaceae) sobre a biodiversidade de formigas em um  
fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil /  
Anderson Dantas Leal. - Areia, 2020.

46 f. : il.

Orientação: José Domingos Ribeiro Neto.  
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCA.

1. Estrutura. 2. Comunidades. 3. Formigas. I. Título

UFPB/BC



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE  
CAMPUS II – AREIA-PB

TÍTULO: “EFEITO DA PALMEIRA *Acrocomia intumescens* DRUDE SOBRE A BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL”.

AUTOR(A): ANDERSON DANTAS LEAL

JULGAMENTO

CONCEITO: *Aprovado*

EXAMINADORES:

*Dr. José Domingos Ribeiro Neto*  
Dr. José Domingos Ribeiro Neto  
Presidente da comissão examinadora

*Fernanda Maria P. de Oliveira*  
Dra. Fernanda Maria Pereira de Oliveira  
Examinador externo

*Dr. Fredy Alvarado Roberto*  
Dr. Fredy Alvarado Roberto  
Examinador interno

Areia - PB, 28 de fevereiro de 2020.

***Dedico a todos que lutam pela ciência brasileira***

## **AGRADECIMENTOS**

A equipe do laboratório de ecologia vegetal – LEV. Especialmente ao meu orientador José Domingos Ribeiro Neto (Zezinho), pela orientação e incentivo durante a jornada. Thais Vitoriano Dantas e Jackson Santos, companheiros no campo e na rotina de laboratório, certamente sem vocês esse trabalho não seria realizado. A Rosemberg Menezes, pelas dicas essenciais, conversas e comentários. Aos demais colegas de laboratório, João Everton, João Paulo, Joneany e Anderson Estupian.

A minha família pelo apoio incondicional, especialmente minha mãe (Marinalva) e o meu padrasto (Roberto). A Priscylla, pelo apoio, paciência e companheirismo. Minhas queridas sobrinhas, Gabriela e Luciana, luzes na minha vida. Meus irmãos pela preocupação ao longo da jornada.

A toda equipe do PPG em Biodiversidade, os coordenadores (Hélder e Luciana), secretários (Mariana e Danilo), por todas as gentilezas ao longo dos últimos anos. E a todos os colegas de mestrado.

Ao professor Carlos Henrique de Brito, por todas as gentilezas e por disponibilizar o espaço do laboratório de Invertebrados, para triagem e montagem do material de campo. Mais uma vez a professora Luciana, por disponibilizar espaço em seu laboratório para as medições dos atributos funcionais das formigas coletadas.

Por fim, a todos aqueles que de certa forma me acompanharam e estiveram juntos nessa jornada, que agora chega ao fim, especialmente aos amigos que partilharam momentos incríveis ao longo do mestrado e que certamente os levarei pra vida.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
INTRODUÇÃO GERAL.....	10
REFERÊNCIAS.....	13
CAPITULO I.....	18
RESUMO.....	19
INTRODUÇÃO.....	20
MATERIAS E MÉTODOS.....	22
RESULTADOS.....	26
DISCUSSÕES.....	27
REFERÊNCIAS.....	30
TABELAS.....	38
FIGURAS.....	40
CONCLUSÃO GERAL.....	46

## RESUMO

### EFEITO DA PALMEIRA *Acrocomia intumescens* DRUDE SOBRE A BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL

Nos propomos com esse estudo investigar o efeito da palmeira *Acrocomia intumescens* sobre a estrutura de comunidades de formigas em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. Investigar os fatores que montam e organizam as comunidades biológicas é um dos temas mais estudados na ecologia. Contemporaneamente com o avanço das mudanças nos ecossistemas torna-se primordial avaliar a integridade das comunidades. Sabe-se que diversas palmeiras arbóreas afetam a estrutura de comunidades de plantas, e as formigas por serem intimamente relacionadas a estas podem ser afetadas por um efeito em cascata. Para investigar o efeito da palmeira *Acrocomia intumescens* Drude sobre a estrutura de comunidades de formigas, selecionamos 10 palmeiras (distantes entre si a no mínimo a 100m), medimos a área da clareira de cada palmeira (com base na área da elipse), traçamos um raio de 10m no entorno de cada palmeira considerada unidade experimental e contabilizamos o número de palmeiras dentro desse raio. Selecionamos um número igual de unidades experimentais no sub-bosque florestal a uma distância mínima de 20m de qualquer palmeira. Adicionamos um conjunto de armadilhas de queda (*pitfall*), tanto nas clareiras, como no sub-bosque. Categorizamos a diversidade taxonômica com base nos números de Hill ( $^0D$  – Espécies raras,  $^1D$  – Espécies comuns e  $^2D$  – Espécies dominantes). Caracterizamos a diversidade funcional com base em cinco atributos funcionais e calculamos a Riqueza funcional (FRic), Equabilidade funcional (FEVE) e a Entropia quadrática de Rao (RaoQ). Geremos uma série de modelos estatísticos, primeiro para entender o efeito do habitat (clareiras versus sub-bosque), e segundo para entender o efeito do tamanho da área das clareiras e do número de palmeiras sobre a diversidade taxonômica e funcional. Nossos resultados indicam que as palmeiras e o sub-bosque têm números equivalentes de espécies raras, comuns e dominantes, assim como, a riqueza e divergência funcional se mantêm entre os habitats. Entretanto, a equabilidade funcional é maior nas clareiras que no sub-bosque florestal. Também encontramos um padrão de substituição de espécies entre os habitats, porém a composição funcional não variou entre clareiras e o sub-bosque, o que indica a presença de espécies equivalentes ecologicamente nos habitats. Em síntese as palmeiras alteram a estrutura das comunidades de formigas e reduzem em parte a diversidade.

**Palavras-chave:** Estrutura. Comunidades. Formigas.



## ABSTRACT

### EFFECT OF PALM TREE *Acrocomia intumescens* DRUDE ON ANT BIODIVERSITY IN AN ATLANTIC FOREST FRAGMENT IN NORTHEAST BRAZIL

With this study we propose to investigate the effect of the *Acrocomia intumescens* palm on the structure of ant communities in an Atlantic Forest fragment of Northeastern Brazil. Investigating the factors that assemble and organize biological communities is one of the most studied topics in ecology. At the same time as advancing changes in ecosystems, it is essential to assess the integrity of communities. It is known that several arboreal palms affect the structure of plant communities, and the ants for being closely related to these can be affected by a cascade effect. To investigate the effect of the *Acrocomia intumescens* Drude palm tree on the structure of ant communities, we selected 10 palm trees (at least 100m apart), we measured the area of each palm tree's gaps (based on the ellipse area), we traced a 10m radius around each palm considered an experimental unit and we count the number of palm trees within that radius. We selected an equal number of experimental units in the forest understory at a minimum distance of 20m from any palm tree. We added a set of fall traps (pitfall), both in the gaps and in the understory. We categorize taxonomic diversity based on Hill's numbers ( ${}^0D$  - Rare species,  ${}^1D$  - Common species and  ${}^2D$ - Dominant species). We characterized functional diversity based on five functional attributes and calculated Functional richness (FRic), Functional Equability (FEve) and Rao's Quadratic Entropy (RaoQ). We manage a series of statistical models, first to understand the effect of habitat (gaps versus understory), and second to understand the effect of the size of the gaps area and the number of palm trees on taxonomic and functional diversity. Our results indicate that palm trees and understory have equivalent numbers of rare, common and dominant species, as well as, the richness and functional divergence is maintained between habitats. However, functional equability is greater in gaps than in forest understory. We also found a pattern of species substitution between habitats, but the functional composition did not vary between gaps and understory, which indicates the presence of ecologically equivalent species in the habitats. In summary, palm trees change the structure of ant communities and partially reduce diversity.

**Keywords:** Structure. Community. Ants.

## INTRODUÇÃO GERAL

### *Estrutura de comunidades*

Montagem de comunidades biológicas é uma das áreas de maior debate na ecologia. Um dos pontos centrais do debate é se os moduladores principais da abundância e distribuição de espécies nos ecossistemas são fatores determinísticos, tais como condições ambientais e interações interespecíficas (Gleason 1926; Huntchinson 1957), ou neutros, como processos estocásticos e/ou limitação de dispersão (Hubbel 2001). Entretanto, acredita-se atualmente que processos de nicho e neutros atuam em conjunto na organização das comunidades (Guèze et al. 2013; Correa-Metrio et al. 2014). Em escala maiores, os processos ambientais são determinantes na montagem das comunidades, enquanto em pequenas escalas os eventos estocásticos aumentam sua importância na estruturação das comunidades (Correa-Metrio et al. 2014).

A diversidade taxonômica é considerada como chave para entender estruturação das comunidades biológicas, é uma forma imediata de descrever a biodiversidade, como por exemplo, descrever o número de espécies (riqueza) em uma determinada região, além da diversidade em diferentes escalas (Mouillot et al. 2013). Porém, para uma interpretação abrangente dos processos que estruturam as comunidades biológicas é interessante avaliar em conjunto a diversidade taxonômica (DT) e a diversidade funcional (DF), fornecendo uma ferramenta adicional para distinguir entre processos de montagem de nicho e neutros, visto que há evidências acumuladas apontando que as interações interespecíficas e a filtragem de nicho, são em grande parte explicadas pelas características funcionais das espécies (Weiher et al. 2011; Villéger, Novack-Gottshall e Mouillot 2011). Todavia é importante realçar que os processos de nicho parecem ser os mais precisos em relação a alterações na estrutura das comunidades, visto que após uma alteração no ambiente, algumas espécies são afetadas desproporcionalmente, ao contrário do proposto pelo modelo neutro onde as espécies são equivalentes ecologicamente e deveriam ser afetadas de forma similar (Mouillot et al. 2014). Dessa forma, ao analisar em conjunto a DT e DF, podemos investigar de forma ampla, como o avanço das mudanças nos ecossistemas, como a perda de habitat, mudanças climáticas e invasão de espécies, afetam a organização das comunidades e as suas consequências sobre os ecossistemas (Sax e Gaines 2003).

### *Modelo de estudo*

As palmeiras (família: ARECACEAE) são características das regiões tropicais e subtropicais do mundo (Dransfield *et al.* 2008) e apresentam altas abundâncias nessas regiões (Pitman *et al.* 2001 ; Dransfield *et al.* 2008). São um fundamental recurso para as comunidades de animais e para populações humanas (Zambrana *et al.* 2007). São reportados na literatura uma série efeitos ocasionados por várias espécies de palmeiras, por exemplo *Atallea oleífera* Mart (Aguiar e Tabarelli. 2010), sobre a diversidade e estrutura de comunidades vegetais decorrentes, principalmente, da queda de raques no entorno do seu caule, formando clareiras peculiares. Os efeitos vão desde a diminuição na chuva de sementes e na taxa de germinação ao declínio da riqueza e diversidade de plantas (Peters *et al.* 2004; Aguiar e Tabarelli. 2010; Martínez-Ramos *et al.* 2016). As palmeiras também se aproveitam das condições criadas na borda florestais, margens de fragmentos florestais onde as condições microclimáticas são alteradas em relação ao habitat original, como maior disponibilidade de luz (radiação) e maior velocidade do vento (Laurance 1991). Com o aumento da luminosidade, o tamanho das populações de palmeiras aumenta desproporcionalmente, formando aglomerados que reduzem a riqueza vegetal em até 50% nas clareiras (Souza e Martins 2003; Aguiar e Tabarelli 2010), e alteram a composição de espécies de plantas, havendo a substituição de espécies sensíveis às alterações promovidas pelas palmeiras, por espécies tolerantes a essas condições (Martinez-Ramos *et al.* 2016). Os estudos até então se limitaram a entender o efeito das palmeiras sobre a DT de plantas, enquanto ainda não foi avaliado os efeitos sobre a DF de plantas, e sobre nenhum grupo animal.

Para examinar o efeito de populações naturais de palmeiras sobre a biodiversidade (DT e DF), escolhemos a espécie *Acrocomia intumescens*, Drude. Essa espécie, conhecida localmente como macaúba, é endêmica da Região Nordeste do Brasil (Vianna e Campos-Rocha, 2019), e a única do gênero existente nas áreas úmidas nessa parte do território brasileiro, com ocorrência nos estados de Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Paraíba e Ceará, sendo mais comum nos três últimos estados, onde ocorre na Mata Atlântica, tanto na zona da Mata, como nos brejos de altitude (Silva 2007). Essa espécie produz clareiras no entorno do seu caule, depositando uma extensa camada de folhas, homogeneizando a serapilheira. Assumimos que a espécies *A. intumescens* deva afetar a biodiversidade em um padrão similar ao reportado para outras espécies de palmeiras, como as dos gêneros *Atallea*, *Astrocaryum* e *Bactris* (Souza e Martins 2003; Aguiar e Tabarelli 2010; Martinez-Ramos *et al.* 2016), dada a semelhança na estrutura do corpo entre indivíduos dessas espécies. Esperamos que esse efeito sobre a

diversidade vegetal, seja estendível às comunidades de formigas, haja vista que essas são intimamente correlacionadas com a riqueza de plantas (Tews et al. 2004).

### *As formigas*

As formigas são consideradas no presente estudo, pois consistem em um dos grupos de organismos mais diversificados, abundantes e ecologicamente relevantes na Terra e também suportam uma grande variedade de funções ecológicas em diferentes ecossistemas (Underwood e Fisher 2006). Elas ainda respondem sensivelmente a diversos gradientes ambientais, tanto antropogênicos (Ribeiro-Neto et al. 2016; Arnan et al. 2018; Rocha-Ortega et al. 2018), como naturais (Leal et al. 2010; Schmidt et al. 2013; Ribas et al. 2012). Por exemplo, espécies do gênero *Iridomyrmex* proliferaram em ambientes propensos ao fogo e/ou submetidos a altas intensidades de pastejo na Austrália, substituindo espécies do gênero *Monomorium*, associadas a ambientes florestais (Andersen et al. 2014; Arcoverde, Andersen e Setterfield. 2017). As formigas também são responsáveis por importantes funções ecológicas nos ecossistemas, especialmente as relacionadas à estrutura do solo e disponibilidade de nutrientes no solo (Hudson et al. 2009; Meyer et al. 2013), dispersão de sementes (Passos e Oliveira, 2002) e defesa de plantas contra herbivoria (Câmara et al. 2017; Frederickson e Gordon. 2007; Pringle, Dirzo e Gordon. 2011).

### *Efeitos em cascata*

Alteração nas comunidades vegetais podem afetar as comunidades de formigas, dado que a vegetação pode ser considerada uma das principais forças que afetam a composição e a estrutura das comunidades de formigas (Lassau e Hochuli, 2004; Arnan et al. 2007). As comunidades vegetais afetam as formigas em dois eixos principais, (1) disponibilidade de recursos e, (2) porcentagem de cobertura vegetal, que por sua vez, gera variações microclimáticas dentro dos habitats (Arnan et al. 2007). O efeito da vegetação sobre as comunidades de formigas se deve à criação de microhabitats e mudanças ambientais (Andersen 1990), por exemplo, áreas expostas diretamente a luz são mais quentes e secas que áreas protegidas pela cobertura vegetal (Lassau et al. 2005). Com o aumento da perda de habitat e fragmentação, que gera remanescentes florestais cada vez menores (Carrara et al. 2015), espécies adaptadas as condições estabelecidas nesses fragmentos (por exemplo, aumento da disponibilidade de luz), se proliferam, como as palmeiras arbóreas, e por sua vez alteram as comunidades vegetais reduzindo a diversidade local (Aguar e Tabarelli 2010; Martinez-Ramos

et al. 2016), esses efeitos devem ser igualmente negativos sobre comunidades de formigas, dada a relação entre o grupo e as plantas.

### *Objetivos*

A Mata Atlântica brasileira, especialmente as matas associadas ao Centro de Endemismo Pernambuco, vem sofrendo intensamente com a perda de habitat, fragmentação e, conseqüentemente, os efeitos de borda (Tabarelli et al. 2010). Essas paisagens hiperfragmentadas legam ecossistemas sujeitos à intensa homogeneização biótica (Lobo et al., 2011). O parque estadual Mata do Pau Ferro, localizado na serra da Borborema - Paraíba, é considerado um brejo de altitude, florestas tropicais pluviais associadas às serras no Nordeste do Brasil, consideradas paisagens relictuais, consistem em ambientes excepcionalmente úmidos em meio a um ecossistema dominado por vegetação semiárida (Andrade-Lima 1982; Pôrto, Cabral e Tabarelli 2004). Essas florestas foram intensamente degradadas, sendo substituídas continuamente por lavouras e pastos (Lins 1989). Esses ambientes hiperfragmentados sujeitos a intensos efeitos de borda possibilitam o aumento populacional das palmeiras devido à alta disponibilidade de luz e, com o contínuo avanço das alterações nesses fragmentos, os efeitos dessas palmeiras sobre as comunidades de formigas devem se intensificar rapidamente. Com isso traçamos alguns objetivos para nosso estudo. (1) Examinar o efeito das clareiras da espécie *A. intumescens* sobre a diversidade taxonômica e funcional de formigas em um fragmento de Mata Atlântica; (2) examinar se as clareiras e o sub-bosque da floresta suportam comunidades de formigas diferentes; e (3) examinar como o aumento da área das clareiras e o aumento do número de palmeiras dentro um raio de 10m afetam a biodiversidade de formigas nas clareiras.

### **REFERÊNCIAS**

- Aguiar, A. V., e Tabarelli, M. (2010). Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotropica*, 42(2), 158-166.
- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M. R., Cerqueira, P. V., Juen, L., e Santos, M. P. (2016). The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, 32(6), 510-525.
- Andersen AN, Ribbons RR, Pettit M, Parr CL (2014) Burning for biodiversity: highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australia's seasonal tropics. *J Appl Ecol* 51:1406–1413.

- Arcoverde, G. B., Andersen, A. N., e Setterfield, S. A. (2017). Is livestock grazing compatible with biodiversity conservation? Impacts on savanna ant communities in the Australian seasonal tropics. *Biodiversity and conservation*, 26(4), 883-897.
- Arnan, X., Rodrigo, A., e Retana, J. (2007). Uncoupling the effects of shade and food resources of vegetation on Mediterranean ants: an experimental approach at the community level. *Ecography*, 30(2), 161-172.
- Bongers, F., Poorter, L., Hawthorne, W. D., e Sheil, D. (2009). The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology letters*, 12(8), 798-805.
- Câmara, T., Almeida, W. R., Tabarelli, M., Andersen, A. N., e Leal, I. R. (2017). Habitat fragmentation, EFN-bearing trees and ant communities: Ecological cascades in Atlantic Forest of northeastern Brazil. *Austral Ecology*, 42(1), 31-39.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302-1310.
- de Lima, N. E., Carvalho, A. A., Meerow, A. W., e Manfrin, M. H. (2018). A review of the palm genus *Acrocomia*: Neotropical green gold. *Organisms Diversity e Evolution*, 18(2), 151-161.
- dos Santos, F. A. S., Johst, K., e Grimm, V. (2011). Neutral communities may lead to decreasing diversity-disturbance relationships: insights from a generic simulation model. *Ecology letters*, 14(7), 653-660.
- Dransfield J., Rakotoarinivo M., Baker W. J. *et al.* (2008) A new Coryphoid palm genus from Madagascar. *Bot. J. Linn. Soc.* 156 , 79–91.
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Hamer, K. C., e Davies, R. G. (2013). Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis*, 155(2), 313-326.
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Chung, A., ... e Hamer, K. C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal conservation*, 17(2), 163-173.

- Edwards, K. F., Klausmeier, C. A., e Litchman, E. (2011). Evidence for a three-way trade-off between nitrogen and phosphorus competitive abilities and cell size in phytoplankton. *Ecology*, 92(11), 2085-2095.
- Farris-Lopez, K., Denslow, J. S., Moser, B., e Passmore, H. (2004). Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 20(4), 429-438.
- Feintrenie, L., Chong, W. K., e Levang, P. (2010). Why do farmers prefer oil palm? Lessons learnt from Bungo district, Indonesia. *Small-scale forestry*, 9(3), 379-396.
- Frederickson, M. E., e Gordon, D. M. (2007). The devil to pay: a cost of mutualism with *Myrmelachista schumanni* ants in 'devil's gardens' is increased herbivory on *Duroia hirsuta* trees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1613), 1117-1123. Hubbel. 2001
- Hudson, T. M., Turner, B. L., Herz, H., e Robinson, J. S. (2009). Temporal patterns of nutrient availability around nests of leaf-cutting ants (*Atta colombica*) in secondary moist tropical forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6), 1088-1093.
- Kaspari, M., e Weiser, M. D. (1999). The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13(4), 530-538.
- Lorenzi, H., Noblick, L., Kahn, F., e Ferreira, E. (2010). *Flora Brasileira: Arecaceae* (palmeiras). Nova Odessa, SP: Instituto plantarum.
- MacArthur, R., e Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101(921), 377-385.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I. A., Piñero, D., Dirzo, R., e Sarukhán, J. (2016). Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(19), 5323-5328.
- Matos, D. M. S., e Bovi, M. L. (2002). Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity e Conservation*, 11(10), 1747-1758.
- Meyer, S. T., Neubauer, M., Sayer, E. J., Leal, I. R., Tabarelli, M., e Wirth, R. (2013). Leaf-cutting ants as ecosystem engineers: topsoil and litter perturbations around *Atta cephalotes* nests reduce nutrient availability. *Ecological Entomology*, 38(5), 497-504.

- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., e Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., e Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology e evolution*, 28(3), 167-177.
- Mouillot, D., Mason, N. W., e Wilson, J. B. (2007). Is the abundance of species determined by their functional traits? A new method with a test using plant communities. *Oecologia*, 152(4), 729-737.
- Peters, H. A., Pauw, A., Silman, M. R., e Terborgh, J. W. (2004). Falling palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl\_5), S367-S369.
- Phalan, B. (2009). The social and environmental impacts of biofuels in Asia: an overview. *Applied Energy*, 86, S21-S29.
- Pimentel, D. S., e Tabarelli, M. (2004). Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 36(1), 74-84.
- Pringle, E. G., Dirzo, R., e Gordon, D. M. (2011). Indirect benefits of symbiotic coccoids for an ant-defended myrmecophytic tree. *Ecology*, 92(1), 37-46.
- Silva, G. F. (2015). Aspectos da biologia reprodutiva da arara-azul *Anodorhynchus hyacinthinus* (Latham, 1790) no mosaico Carajás/PA. Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu, Botucatu, SP.
- Silva, J. D. C. (2007). Macaúba: fonte de matéria-prima para os setores alimentício, energético e industrial. Viçosa: CEDAF/DEF/UFV, 41.
- Underwood, E. C., e Fisher, B. L. (2006). The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. *Biological conservation*, 132(2), 166-182.
- Venn, S. E., Green, K., Pickering, C. M., e Morgan, J. W. (2011). Using plant functional traits to explain community composition across a strong environmental filter in Australian alpine snowpatches. *Plant Ecology*, 212(9), 1491-1499.



Vianna, S. A.; Campos-Rocha, A. Acrocomia in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB43452>>. Acesso em: 20 abr. 2019.

Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., e Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, 20(6), 1512-1522.

Villéger, S., Novack-Gottshall, P. M., e Mouillot, D. (2011). The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. *Ecology Letters*, 14(6), 561-568.

Zambrana, N. Y. P., Byg, A., Svenning, J. C., Moraes, M., Grandez, C., e Balslev, H. (2007). Diversity of palm uses in the western Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 16(10), 2771

*Capítulo I: Manuscrito a ser submetido a revista Austral Ecology, qualis B1, Fator de impacto 1,4.*

**Efeito da palmeira *Acrocomia intumescens* Drude sobre a biodiversidade de formigas em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil**

Anderson Dantas Leal<sup>1</sup>, José Domingos Ribeiro Neto<sup>2</sup>

Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, CEP: 58397-000, Areia, Paraíba, Brasil.

Autor de correspondência: Anderson Dantas Leal, e-mail: dantas.al7@gmail.com, telefone: 5583986308596

## RESUMO

Sabe-se que várias espécies de palmeiras arbóreas se aproveitam das condições criadas nas florestas pós fragmentação e aumentam suas taxas de recrutamento, afetando a estrutura de comunidades de plantas. Hipoteticamente, esse efeito pode ser estendível para comunidades de formigas, visto que formigas e plantas são intimamente correlacionadas. Com isso nos propomos a avaliar o efeito da palmeira *Acrocomia intumescens* Drude sobre a estrutura de comunidades de formigas em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. Seleccionamos 10 palmeiras (distantes entre si a no mínimo a 100m), medimos a área da clareira de cada palmeira, traçamos um raio de 10m no entorno de cada palmeira considerada unidade experimental e contabilizamos o número de palmeiras dentro desse raio. Seleccionamos um número igual de unidades experimentais no sub-bosque florestal a uma distância mínima de 20m de qualquer palmeira. Adicionamos um conjunto de armadilhas de queda (*pitfall*), tanto nas clareiras, como no sub-bosque. Categorizamos a diversidade taxonômica com base nos números de Hill. Caracterizamos a diversidade funcional com base na Riqueza funcional, Equabilidade funcional, e Entropia quadrática de Rao. Geremos uma série de modelos estatísticos para entender o efeito das palmeiras sobre a diversidade taxonômica e funcional. Nosso resultado indica que a diversidade taxonômica é equivalente entre clareiras e o sub-bosque. Do mesmo modo, a riqueza e divergência funcional se mantêm equáveis entre os habitats, entretanto, a equabilidade funcional é maior nas clareiras em relação ao sub-bosque florestal. Houve substituição de espécies entre os habitats, porém a composição funcional não variou. Por fim, ao avaliar o efeito da área das clareiras e o número de palmeiras (e a interação entre os fatores) encontramos efeitos negativos sobre a diversidade taxonômica. Em síntese, nossos resultados estão em parte de acordo com nossas expectativas iniciais, redução de diversidade e alteração na composição de espécies.

Palavras-chave: Formigas, diversidade, comunidades.

## INTRODUÇÃO

A formação e manutenção das comunidades biológicas é sustentada por uma série de mecanismos e processos. Duas correntes principais são usadas para descrever os processos de montagem de comunidades, a primeira considera fatores determinísticos (nicho), como condições ambientais e disponibilidade de recursos, como a força principal na organização das comunidades biológicas (Hutchinson. 1957; Chase e Myers 2011; Chase. 2014), e a segunda propõe processos estocásticos e o potencial de dispersão das espécies (neutros), como os principais moduladores da montagem das comunidades (Hubbel 2001). Atualmente, acredita-se que os processos de nicho e neutros atuam em conjunto na organização das comunidades (Guèze et al. 2013), em escalas espaciais maiores os processos de nicho são mais fortes na montagem das comunidades, enquanto em escala menores a contribuição relativa de processos estocásticos e de limitação de dispersão aumenta (Chase 2014). Com a escalada das mudanças nos ecossistemas, por exemplo, fragmentação e/ou invasão de espécies, cresce a importância em avaliar a integridade da estrutura das comunidades (Eloranta et al. 2016), visto que isso ajuda a compreender processos como, a perda de funções ecológicas, resiliência dos ecossistemas e efeitos de cascatas tróficas.

Nas florestas tropicais, sabe-se que várias espécies de palmeiras arbóreas, como *Astrocaryum acaule* Mart, *Astrocaryum mexicanum* Liebm, *Attalea humilis* Mart, *Attalea oleífera* Barb. Rodr, *Bactris maraja* Mart e *Lepidocarium ténue* Mart, aumentam sua densidade em habitats perturbados, incluindo pequenos fragmentos e bordas de florestas (Scariot 1999, Souza e Martins 2003; Pimentel e Tabarelli 2004, Aguiar e Tabarelli. 2010; Martinez-Ramos et al. 2016). O aumento das taxas de recrutamento se dá em resposta ao aumento da disponibilidade de luz (Souza e Martins 2003) e de mudanças na dinâmica de predação e dispersão de sementes, como reportado por Pimentel e Tabarelli (2004) para *Atallea oleífera*. Esses dois dos mecanismos levam essas espécies de palmeiras a aumentarem suas densidades após a fragmentação da floresta. Nas clareiras associadas a essas palmeiras, o recrutamento e a diversidade de plântulas são reduzidos, pois a queda das raques e a formação da espessa serapilheira impedem a germinação e o desenvolvimento das plântulas (Peters et al. 2004; Aguiar e Tabarelli 2010). A hiperproliferação dessas espécies adaptadas a essas condições (ditas vencedoras, “sensu”: Tabarelli, Peres e Melo 2012), que substituem espécies sensíveis a alterações ambientais (ditas perdedoras, sensu: Tabarelli, Peres e Melo 2012), submete esses ecossistemas à intensa homogeneização biótica (Lobo et al. 2011). Hipoteticamente, as palmeiras, por modificarem a estrutura da serapilheira, densidade e diversidade de plantas,

podem modificar também a estrutura das assembleias organismos edáficos, como as formigas, acarretando redução na diversidade taxonômica (DT) e funcional (DF). Entretanto, até o momento, não encontramos nenhum trabalho que avalie este efeito gerado por populações naturais de palmeiras sobre a diversidade funcional nessas assembleias.

As formigas representam um dos melhores modelos para estudos em biodiversidade (Hölldobler e Wilson 1990; Agosti et al. 2000), desempenham diversas funções ecológicas em variados ecossistemas (Underwood e Fisher 2006). Estão envolvidas em interações importantes para a manutenção de populações de plantas, tais como dispersão de sementes (Dalling e Wirth 1998; Rico-Gray e Oliveira 2007; Oliveira e Koptur 2017), defesa das plantas contra herbívoros (Rico-Gray e Oliveira 2007; Oliveira e Koptur 2017), na manutenção de propriedades físicas e químicas do solo (Gomes, Iannuzzi e Leal 2010) e profundidade da serapilheira (Vargas et al. 2007). Além disso, dependem intimamente da serapilheira para seu forrageamento (Kaspari e Weiser 1999). Nas florestas tropicais, as espécies de formigas abrangem um gama de grupos funcionais de acordo com comportamento ou nível trófico (Leal et al. 2012), que são determinados por seus atributos morfológicos (Gibb et al. 2015). Atualmente são um dos grupos de insetos mais bem estudados, dado que possuem protocolos experimentais bem estabelecidos e com custo relativamente baixo, e taxonomia bem resolvida (Agosti et al. 2000). Ainda, as formigas respondem rapidamente aos diversos gradientes ambientais, quer sejam distúrbios antropogênicos (Ribeiro-Neto et al. 2016; Arnan et al. 2018; Rocha-Ortega et al. 2018), quer sejam gradientes naturais (Leal et al. 2010; Schmidt et al. 2013; Ribas et al. 2012). Essas particularidades tornam as formigas um ótimo modelo para entender se os efeitos negativos das palmeiras sobre padrões de diversidade e composição em plantas se estendem para outros organismos.

Com isso, traçamos algumas hipóteses sobre o efeito das clareiras da espécie *A. intumescens* sobre DT e DF em comunidades de formigas. Primeiro, as clareiras devem provocar redução na DT e DF em relação às comunidades de formigas no sub-bosque, livre da influência das palmeiras. Segundo, dadas as alterações locais provocadas pelas clareiras das palmeiras esperamos encontrar diferenças na composição taxonômica e funcional de formigas nas clareiras em relação ao sub-bosque. Terceiro, esperamos que haja redução de DT e DF com o aumento da área das clareiras e do número de palmeiras, dado que isso, hipoteticamente, aumenta homogeneização do habitat ao entorno das palmeiras, afetando a disponibilidade de recursos e das condições locais.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de estudo*

A Parque Estadual Mata do Pau Ferro (Figura 1) está localizada no município de Areia, Paraíba – Brasil, e é um remanescente de Mata Atlântica, sendo considerado um Brejo de Altitude (Barbosa et al. 2004). Os brejos de altitude são paisagens relictuais de floresta úmida cercadas por uma vegetação de Caatinga (Andrade-Lima 1982; Pôrto, Cabral e Tabarelli 2004). A Mata do Pau Ferro apresenta área total de 600 hectares (ha), com altitude variando entre 400 e 600 metros (m), temperatura média anual de 22°C, umidade relativa do ar em torno de 85% e precipitação anual de 1500 milímetros (mm) (Mayo e Fevereiro 1982). A fitofisionomia local se enquadra como disjunção da floresta Ombrófila Aberta (Veloso et al. 1991) e destaca-se pela riqueza de espécies vegetais. Segundo, Barbosa et al. (2004), foram descritas 375 espécies de angiospermas e gimnospermas, sendo as famílias mais diversas, Rubiaceae (24 espécies), Malvaceae (21) e Solanaceae (16). É registrada no estudo a ocorrência de duas espécies da família Aracaceae, *Atallea olifera* e *Acrocomia intumescens*. Outros grupos de organismos também foram inventariados, como líquens, 46 espécies (Leite et al. 2015), aranhas, 24 famílias e 105 morfoespécies (Lagares 2018), e formigas, com a descrição de sete subfamílias, 21 gêneros e 60 morfoespécies (Leal 2017). Entretanto a mata sofreu ao longo dos anos forte pressão antrópica, em especial, as matas ciliares, que, quase em sua totalidade, foram desmatadas e deram lugar a lavouras ou pastos (hoje abandonados) antes da criação da unidade de conservação, originando capoeiras em diferentes estágios de regeneração.

### *Protocolo de coleta*

### *Espécie focal*

A palmeira, *A. intumescens*, é endêmica da Região Nordeste do Brasil (Silva 2007). Elas formam clareiras singulares com raques antigas e frutos maduros que são liberados do cacho formando pilhas debaixo da copa e próximo ao caule da planta matriz, padrão similar ao observado para outras espécies de palmeiras, como *Attalea Oleifera* (Aguiar e Tabarelli 2010). Assumimos que o acúmulo de todo este material que forma uma espessa camada de serapilheira, deve afetar localmente a regeneração e diversidade das assembleias de plantas nas imediações da clareira, como observado para *Atellea oleifera*. Hipoteticamente, o efeito deve ser estendível às comunidades animais, especialmente as de formigas. As formigas tem ainda seu forrageamento afetado devido a extensa camada de serapilheira depositada ao entorno do caule, isso pode alterar a rugosidade do substrato, e em consequência afetar as formigas

(particularmente as com corpo e pernas maiores), podendo limitar a ocorrência de espécies de formigas nas clareiras (Weiser e Kaspari 1999).

#### *Área de clareira e Número de palmeiras (densidade)*

Selecionamos 10 palmeiras, distanciadas no mínimo a 100m uma da outra, com base em um sistema de informações georreferenciadas (SIG). Em cada uma das 10 palmeiras selecionadas, medimos a área da clareira (a partir da projeção da copa no solo), mediante inspeção da distribuição da serapilheira proveniente da palmeira (especialmente composta por raques antigas e facilmente identificáveis). Após a delimitação dos limites da clareira, medimos os dois maiores diâmetros perpendiculares entre si em cada clareira com uma trena. A área da clareira foi calculada com base na área da elipse, dado que as clareiras formadas pelas palmeiras apresentam forma aproximadamente elíptica.

Para medir o número de palmeiras, delimitamos um raio de 10m em torno de cada palmeira considerada unidade experimental, dentro do qual contabilizamos o número de palmeiras. Consideramos o número de palmeiras dentro desse raio como a medida de densidade de palmeiras (a partir daqui número de palmeiras). Usamos isto entender o efeito do número de palmeiras sobre a DT, DF e composição taxonômica e funcional das comunidades de formigas.

#### *Coleta de fauna*

Foram realizadas duas coletas, uma em março e outra em setembro de 2019. Para cada palmeira selecionada, estabelecemos também um número igual de unidades experimentais no sub-bosque florestal a no mínimo 20 m de qualquer palmeira. Nos dois habitats (clareira e sub-bosque), na primeira coleta, instalamos duas armadilhas de queda tipo *pitfall* distanciadas a meio metro entre si (as armadilhas nas clareiras também estavam distanciadas a meio metro do caule das palmeiras). Na segunda coleta, aumentamos esse número para seis armadilhas tanto nas clareiras quanto no sub-bosque. Cada armadilha foi confeccionada com recipientes plásticos incolores nas dimensões 20 cm de diâmetro x 10 cm de altura, enterrados até a altura do solo e preenchidas com 200 ml de água, conforme indicado por Agosti et al. (2000). Cada armadilha permaneceu ativa por 48h. As amostras foram analisadas em conjunto, considerando a riqueza de espécies, visto que não houve diferença entre elas segundo teste-t de Student para amostras pareadas ( $t = -1.7$ ,  $gl = 19$ ,  $P = 0.10$ ). Consideramos a abundância de cada espécie como a soma do número total de indivíduos coletados nas armadilhas, porém até o limite máximo de 100 indivíduos (Arcoverde et al. 2018). Utilizamos uma transformação raiz quadrada para minimizar a discrepância nos valores de abundância entre as espécies. Um conjunto completo

de espécimes montados é mantido na coleção de invertebrados do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba.

#### *Categorização taxonômica*

Identificamos os espécimes coletados, quando possível, até o nível de espécie, para os casos em que não conseguimos identificar até espécie separamos em morfoespécies e atribuímos um código válido somente para este estudo. A fauna coletada em cada unidade experimental foi caracterizada a partir dos números de Hill, considerados diversidade verdadeira por Jost (2006), que obedecem ao princípio da duplicação (Hill 1973). Os números de Hill são divididos em três,  $^0D$  que equivale à riqueza de espécies, que é insensível abundância das espécies e atribui peso desproporcional as espécies raras,  $^1D$  que se equivale ao índice de diversidade de Shannon, esse índice atribui peso proporcional a espécies dominantes e raras, ou seja pode ser considerado diversidade de espécies comuns, e  $^2D$  equivalente a concentração inversa de Simpson, que pesa desproporcionalmente as espécies dominantes e desta forma pode ser considerada a diversidade de espécies dominantes (Jost 2006; Riberio-Neto et al. 2016). Todas as análises foram feitas no pacote Vegan do *software* R (R Development Core Team. 2019)

#### *Caracterização funcional*

Segundo Silva e Brandão (2010), os caracteres morfológicos das formigas estão estreitamente relacionados à sobrevivência e ao modo como as diferentes espécies forrageiam, nidificam e exploram recursos do meio (Weiser e Kaspari, 2006; Parr *et al.* 2017; Arnan *et al.* 2018). Assim, caracterizaremos a diversidade funcional das comunidades de formigas com base em cinco características ecomorfológicas. Padronizamos as medidas ecomorfológicas dividindo cada medida pelo comprimento do corpo da formiga, com exceção do próprio tamanho do corpo (Arnan *et al.* 2018). As características ecomorfológicas foram: Tamanho do corpo, altamente correlacionada com caracteres de história de vida, como a aquisição de recursos (Kaspari e Weiser 1996), comprimento relativo da mandíbula, é um indicador do tipo de recurso consumido preferencialmente (Weiser e Kaspari 2006), comprimento relativo dos olhos, correlacionado com período principal de forrageamento (Bihn et al. 2010), comprimento relativo da antena, relacionado com a capacidade de receber informações quimiossensoriais (Weiser e kaspari 2006) e comprimento relativo das pernas, correlacionado com modo de aquisição de recursos e eficiência do forrageamento (Bihn et al. 2010). Medimos três indivíduos de cada espécie para obtenção de uma média de cada atributo, com exceção das espécies que tiveram um número inferior a esse coletado. Apenas a casta operária foi considerada para a



realização das medidas. As características ecomorfológicas foram medidas no Laboratório de Ecologia Vegetal do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba com o uso de um microscópio estereoscópico com retículo micrométrico de 10 mm.

A diversidade funcional foi mensurada a partir dos índices 1) riqueza funcional (FRic), que representa a quantidade de espaço funcional multidimensional ocupado por uma assembleia de espécies; 2) equabilidade funcional (FEve), que corresponde à regularidade distribuição da abundância das espécies no espaço funcional; e 3) Entropia quadrática de Rao (RaoQ), que mede a quantidade de variação das características no espaço funcional e reflete a probabilidade de duas espécies escolhidas aleatoriamente em uma assembleia serem funcionalmente diferentes (Villegger, Mason e Mouillot. 2010)

Consideramos as médias ponderadas dos traços para a comunidade (do inglês, CWM) como a composição funcional, como sugerido por Villegger, Mason e Mouillot (2010). Os CWM, são calculados com base na média de cada traço, individualmente, dentro de cada comunidade. Com isso, geramos uma planilha em que cada unidade amostral (das clareiras e do sub-bosque) apresenta cinco valores de CWM (um para cada medida ecomorfológica).

#### *Análise estatística*

Para testar se as clareiras reduzem a DT e DF utilizamos testes de Wilcoxon par a par, comparando a diversidade alfa taxonômica ( $^0D$ ,  $^1D$  e  $^2D$ ) e funcional (FRic, FEve e RaoQ) das comunidades de formigas das clareiras e do sub-bosque. Adicionalmente, utilizamos uma análise de similaridade (ANOSIM) com base em 1000 aleatorizações e um escalonamento multidimensional não-métrico - NMDS (ambos com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) para testar se a composição taxonômica era diferente entre as clareiras de *A. intumescens* e o sub-bosque da floresta. Utilizamos uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) com 1000 permutações para testar se a composição funcional era diferente entre clareiras e sub-bosque florestal, adicionalmente geramos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para produzir uma representação gráfica da composição funcional considerando os tipos de habitat.

Para testar o efeito da área das clareiras (projeção da copa no solo) e do número de palmeiras sobre a DT e DF de formigas (a partir daqui só foram considerados as clareiras), utilizamos modelos lineares generalizados (GLM), ajustados a uma distribuição de Poisson, para os dados de  $^0D$ , e, para os demais testes, ajustados para uma distribuição de Gaussiana. Usamos a área da clareira e o número de palmeiras (e sua interação) como variáveis preditoras

contínuas, e a diversidade alfa taxonômica ( $^0D$ ,  $^1D$  e  $^2D$ ) e funcional (FRic, FEve e RaoQ) como variáveis resposta.

Para testar o efeito da área das clareiras e do número de palmeiras (bem como sua interação) sobre a composição taxonômica, geramos uma NMDS, extraímos o eixo NMDS1, e o analisamos com um modelo linear generalizado (distribuição de erros Gaussiana). Para a composição funcional, a partir da matriz contendo os CWM's para as clareiras, calculamos uma PCA, extraímos o eixo PCA1 e testamos o efeito da área das clareiras e do número de indivíduos (e sua interação) por meio de um modelo linear generalizado (distribuição de erros Gaussiana). Todos os testes foram realizados com uso do *software* R (R Core Team, 2019).

## RESULTADOS

Amostramos um total de 1593 indivíduos pertencentes a sete subfamílias, 22 gêneros e 31 morfoespécies. A subfamília Myrmicinae apresentou maior riqueza (15 espécies), seguida de Ponerinae (5), enquanto Pseudomirmecinae (1) e Dolichoderinae (1) foram as subfamílias com menor riqueza (ver lista de espécies, Tabela S1). Em média coletamos 7,95 ( $\pm 1,99$ ) espécies de formigas por unidade experimental. Dentro no nosso conjunto de dados as espécies mais abundantes foram, *Nomamyrmex* sp1, *Eciton burchelli*, *Cardiocondyla* sp2, *Diponera quadriceps* e *Pheidole* sp5 no sub-bosque, e *Nomamyrmex* sp1, *Dinoponera quadriceps*, *Odontomachus bauri*, *Pheidole* sp5 e *Cardiocondyla* sp1 nas Clareiras (Ver *ranking* de abundâncias no material suplementar, Figura S1). A espécie *Dinoponera quadricpes* ocorreu em todas as unidades amostrais dos dois habitats. As espécies *Anochetus* sp1, *Rasopone* sp1, *Cryptomyrmex* sp1 e *Eciton burcherlli* ocorreram apenas no sub-bosque, enquanto as espécies *Rogeria alzeti*, *Megalomyrmex ayri* e *Carabera* sp1 só ocorreram nas clareiras. *Odontomachus bauri* ocorreu em oito das dez unidades amostrais das clareiras, porém ocorreu apenas em duas das dez unidades amostrais do sub-bosque. O contrário aconteceu para *Cardiocondyla* sp2, ocorrendo em oito das dez unidades no sub-bosque, e apenas em duas nas clareiras (ver mais no material suplementar, Figura S2)

Os valores de  $^0D$  não variaram entre clareiras (mediana de 7, variando entre 5 e 11) e sub-bosque (mediana de 8,5, variando entre 6 e 12). Do mesmo modo,  $^1D$  não variou entre clareiras (mediana 6,24, variando entre 5,1 e 9,7) e o sub-bosque (mediana 7,01 variando entre 4 e 10,3). Também não houve variação para  $^2D$ , clareiras (mediana de 5,51, variando entre 3,9 e 9,4) e sub-bosque (mediana de 5,73, variando entre 3,2 e 97) (Tabela I e Figura 2).

Não encontramos diferenças significativas nos valores de FRic, entre as clareiras (mediana de 1,08, variando entre 0,7 e 6,4) e o sub-bosque (mediana de 1,54, variando entre 0,02 e 11,2). FEve apresentou diferenças entre os habitats, sendo maior nas clareiras (mediana de 0,77, variando entre 0,63 e 0,85), do que no sub-bosque (mediana de 0,69, variando entre 0,52 e, máximo 0,84). Por fim, clareiras (mediana de 5,54 variando entre 4,4 e 7,9) e sub-bosque (mediana de 6,44 variando entre 3,5 e 6,4) não diferiram em relação ao valor de RaoQ (Tabela I e Figura 2).

A composição de espécies de formigas foi diferente entre as clareiras e o sub-bosque (ANOSIM:  $R^2=0,14$ ,  $P=0,02$ ; Figura 3). Porém, não encontramos diferenças ocasionadas pela mudança do habitat sobre a composição funcional (PERMANOVA:  $gl= 1$ ,  $r^2=0,02$ ,  $P= 0,48$ ; Figura 4).

$^0D$  não foi afetado pelo aumento da área das clareiras (Tabela II e Figura 5), porém, o aumento da área afetou negativamente  $^1D$  (Tabela II e Figura 5) e  $^2D$  (Tabela II e Figura 5). O número de palmeiras não afetou nenhum dos índices de DT ( $^0D$ ,  $^1D$  e  $^2D$ ). Ao avaliarmos a interação entre área das clareiras e a número de palmeiras sobre a DT, percebemos que apenas as espécies dominantes ( $^2D$ ) eram afetadas, a diversidade de espécies dominantes cresce em áreas com alta densidade de palmeiras, desde que essas palmeiras tenham clareiras pequenas, enquanto o aumento da densidade das palmeiras associado a clareiras grandes afeta negativamente as espécies dominantes (Tabela II e Figura 6). Já a DF não foi afetada pela área das clareiras ou número de palmeiras em nenhum dos índices observados no estudo (FRic, FEve, RaoQ) (Tabela II e Figura 5). Além disso, nenhum índice de diversidade funcional foi afetado pela interação entre os fatores (Tabela II). Por fim, tanto a composição taxonômica, quanto funcional, não foram afetadas pelo aumento da área das clareiras, pelo número de palmeiras ou pela interação entre os fatores (Tabela II).

## DISCUSSÃO

Abordamos com esse estudo os efeitos da palmeira *A. intumescens* sobre a estrutura de comunidades de formigas em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. Nossos resultados sugerem que as palmeiras exercem efeitos negativos sobre as comunidades de formigas. Os efeitos são particulares as espécies comuns e dominantes, ocasionados pelo aumento do tamanho das clareiras e do aumento do número de palmeiras (e a interação entre esses fatores). Ainda, encontramos evidências que apontam para a substituição de espécies entre as clareiras e o sub-bosque da floresta. Possivelmente, as clareiras favorecem determinados grupos de espécies em detrimento de outros. Ao avaliar a diversidade funcional, percebemos

que as clareiras não afetam a riqueza ou divergência funcional, embora apresentem comunidades funcionalmente mais equáveis (maior equabilidade funcional).

Ao longo das últimas décadas diversos estudos mostraram os efeitos negativos de diversas espécies de palmeiras sobre as comunidades biológicas, especialmente de plantas (Aguiar e Tabarelli 2010; Martínez-Ramos *et al.* 2016). Por exemplo, Aguiar e Tabarelli (2010) reportaram que parcelas no sub-bosque de uma floresta tropical tem o dobro de espécies de plantas em relação às parcelas alocadas nas clareiras das palmeiras. Entretanto, ao avaliarmos a DT de formigas entre clareiras e o sub-bosque florestal, não encontramos diferenças nos níveis de DT, indicando que as clareiras e o sub-bosque têm números equivalentes de espécies raras, comuns e dominantes. Porém, encontramos alterações na composição taxonômica entre os tipos de habitat, vários grupos de espécies podem ter sido favorecidos com as alterações locais ocasionadas pelas clareiras, como o aumento de luz sobre o solo e homogeneização da serapilheira (Farris-Lopez *et al.* 2004; Peters *et al.* 2004). Nosso resultado sugere, então, a substituição de espécies sensíveis às alterações promovidas pelas palmeiras, por espécies adaptadas a essas condições, o que deve ter mantido os o número de espécies raras, comuns e dominantes, com alteração da composição taxonômica entre as clareiras e o sub-bosque. Outros estudos reportam padrões similares ao nosso, com alteração na composição, sem redução na diversidade. Por exemplo, em ambientes propensos ao fogo e/ou submetidos a altas intensidades de pastejo na Austrália, espécies do gênero *Iridomyrmex* se proliferaram aproveitando-se das condições criadas por esses fatores, como o aumento da aridez. Em contrapartida, é reportada a redução de espécies do gênero *Monomorium*, associados a ambientes florestais, esse efeito causa alteração na composição, porém manutenção nos níveis de diversidade (Andersen *et al.* 2014; Arcoverde, Andersen e Setterfield 2017).

Apesar da importância da DF como uma ponte que liga a diversidade de espécies a funções e serviços ecossistêmicos (Díaz e Cabido 2001), nenhum estudo anterior tentou entender o efeito de populações naturais de palmeiras sobre DF. Particularmente, alguns estudos documentaram a redução da diversidade funcional, cerca de 50% menos DF, em cultivos extensivos de dendê (Almeida *et al.* 2016; Edwards *et al.* 2014). Quando avaliamos FRic, não encontramos diferenças entre os habitats, visto que FRic é altamente dependente da riqueza de espécies e responde positivamente a ela, é esperado uma resposta similar dos índices (Villegger *et al.* 2010). FEve, foi maior nas clareiras em relação ao sub-bosque, o que indica que as clareiras tem comunidades de formigas regularmente distribuídas e com abundâncias próximas, bem como, indica baixos níveis de competição em comparação com as comunidades no sub-

bosque pois, a utilização dos recursos é mais regular nas comunidades nas clareiras, dado que o espaço do nicho multidimensional está regularmente preenchido (Mason et al. 2005; Mouchet et al. 2010). A variação na densidade da serapilheira e sua distribuição espacial no solo da floresta determinam diferentes tipos de rugosidade no substrato, que podem potencialmente afetar o desempenho das formigas, e consequentemente alterar a estrutura da comunidade do grupo (Farji-Brener, Barrantes e Ruggiero 2004). Ao depositar a serapilheira ao entorno do caule, homogeneizando-a localmente, as palmeiras também podem alterar a percepção ambiental das formigas, por exemplo, na percepção de alimentos, que podem estar recobertos pelas folhas, limitando o acesso a um grupo de espécies morfológicamente parecidos, que conseguem adentrar os interstícios e acessar com maior eficácia o alimento. Não encontramos diferenças para RaoQ (medida de divergência funcional) entre os habitats, o que indica não haver perda de funcionalidades nas clareiras em relação ao sub-bosque (Bihn et al. 2010). A composição funcional não varia entre os habitats, mesmo com a composição de espécies sendo diferente entre clareiras e o sub-bosque florestal, isto indica que as comunidades das clareiras e do sub-bosque tem espécies ecologicamente equivalentes, sustentando as funções ecológicas similares.

Essencialmente os efeitos ocasionados pela área das clareiras e o número de palmeiras sobre as comunidades de formigas, redução de espécies comuns (<sup>1</sup>D) e dominantes (<sup>2</sup>D), parecerem provir das alterações causadas pelas palmeiras ao nível do solo, provocadas principalmente pela queda das raques ao entorno do caule, dado que o tamanho da área das clareiras foi a principal força que afetou negativamente os padrões de DT. Ao alterar as comunidades de plantas e reduzir a diversidade vegetal, as clareiras também afetam padrões naturais, como a cobertura vegetal (importante fator na criação de microclimas que favorece a heterogeneidade ambiental), que pode consequentemente afetar as comunidades de formigas. Além disso as plantas são uma rica fonte de recursos para as formigas, com a redução da diversidade vegetal é esperado que as comunidades de formigas sejam afetadas por um efeito em cascata, consequentemente causando a redução de diversidade do grupo (Arnan et al. 2007). Quando avaliamos a interação entre os fatores (área das clareiras e número de palmeiras), percebemos que apenas as espécies dominantes são afetadas. Com o aumento da área das clareiras e do número de palmeiras é possível a formação de aglomerados coesos de palmeiras, graças as clareiras se conectarem entre si (devido ao seu tamanho), tornando o ambiente homogêneo, aproximando-se do que seria uma “floresta de palmeiras”, levando a redução de heterogeneidade ambiental, que acarreta redução das espécies dominantes. Em contraponto,

locais onde as palmeiras tinham clareiras pequenas, porém estavam em alto número, a diversidade de espécies dominantes era alta, esse padrão pode estar relacionado com maior heterogeneidade ambiental, pois as palmeiras nessa condição se misturavam com a vegetação, formando um mosaico heterogêneo no habitat, que deve suportar maior diversidade de espécies dominantes.

É previsto que a perda de floresta continue no ritmo atual até 2030, e que seja mais intensa nas regiões tropicais (d'Annunzio et al. 2005). Além disso, uma pesquisa recente revelou que mesmo as reservas ecológicas em áreas tropicais apresentam sinais de perturbação humana (Laurence et al. 2012). Isso pode favorecer as palmeiras, que devem se proliferar e formar aglomerados cada vez maiores nas florestais tropicais. Por exemplo Martinez-Ramos et al. (2016) reportaram que o crescimento da palmeira *A. mexicanum* foi de cerca de 3% ao ano (avaliação de 39 anos), ainda relataram que o crescimento se elevou desde 2013, devido a fragmentação florestal cada vez maior, chegando ao ponto de causar extinções locais. Isso pode intensificar os efeitos negativos sobre as comunidades vegetais e de formigas, afetando a organização e manutenção desses grupos. Em síntese, os padrões encontrados com o estudo evidenciam que os efeitos negativos provocados pelas palmeiras sobre comunidades de plantas são extensíveis para comunidades de formigas, embora o efeito parece ser menos intenso. As comunidades de formigas são afetadas com a redução de espécies comuns e dominantes, a substituição de espécies entre os habitats, e a equabilidade funcional também é alterada nas clareiras.

## REFERÊNCIAS

- Agosti, D., Majer, J., Alonso, L. E., e Schultz, T. (2000). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press.
- Aguiar, A. V., e Tabarelli, M. (2010). Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotropica*, 42(2), 158-166.
- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M. R., Cerqueira, P. V., Juen, L., e Santos, M. P. (2016). The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, 32(6), 510-525.
- Andersen AN, Ribbons RR, Pettit M, Parr CL (2014) Burning for biodiversity: highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australia's seasonal tropics. *J Appl Ecol* 51:1406–1413.

- Arcoverde, G. B., Andersen, A. N., e Setterfield, S. A. (2017). Is livestock grazing compatible with biodiversity conservation? Impacts on savanna ant communities in the Australian seasonal tropics. *Biodiversity and conservation*, 26(4), 883-897.
- Arcoverde, G. B., Andersen, A. N., Leal, I. R., e Setterfield, S. A. (2018). Habitat-contingent
- Arnan, X., Arcoverde, G. B., Pie, M. R., Ribeiro-Neto, J. D., e Leal, I. R. (2018). Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant
- Arnan, X., Rodrigo, A., e Retana, J. (2007). Uncoupling the effects of shade and food resources of vegetation on Mediterranean ants: an experimental approach at the community level. *Ecography*, 30(2), 161-172.
- Barbosa, M. R. D. V., Agra, M. D. F., Sampaio, E. V. S. B., Cunha, J. D., e Andrade, L. D. (2004). Diversidade florística na Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba. Brejos de altitude em Paraíba e Pernambuco—história natural, ecologia e conservação. *Biodiversidade*, 9, 111-122.
- Barnes, R. S. K. (2010). Regional and latitudinal variation in the diversity, dominance and abundance of microphagous microgastropods and other benthos in intertidal beds of dwarf eelgrass, *Nanozostera* spp. *Marine Biodiversity*, 40(2), 95-106.
- Bihn, J. H., Gebauer, G., e Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3), 782-792.
- Bihn, J. H., Gebauer, G., e Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3), 782-792.
- Blüthgen, N., e Klein, A. M. (2011). Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 282-291.
- Chalcraft, D. R., e Resetarits Jr, W. J. (2003). Predator identity and ecological impacts: functional redundancy or functional diversity?. *Ecology*, 84(9), 2407-2418.
- Chase, J. M. (2014). Spatial scale resolves the niche versus neutral theory debate. *Journal of vegetation science*, 25(2), 319-322.
- Chase, J. M., e Myers, J. A. (2011). Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological sciences*, 366(1576), 2351-2363.
- Chazdon, R. L. (2014). Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. University of Chicago Press.

- Connell, S. D., e Ghedini, G. (2015). Resisting regime-shifts: the stabilising effect of compensatory processes. *Trends in ecology e evolution*, 30(9), 513-515.
- d'Annunzio, R., Sandker, M., Finegold, Y., e Min, Z. (2015). Projecting global forest area towards 2030. *Forest Ecology and Management*, 352, 124-133.
- Dalling, J. W., e Wirth, R. (1998). Dispersal of *Miconia argentea* seeds by the leaf-cutting ant *Atta colombica*. *Journal of Tropical Ecology*, 14(5), 705-710.
- Díaz, S., e Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology e evolution*, 16(11), 646-655.
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Chung, A., ... e Hamer, K. C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot?. *Animal conservation*, 17(2), 163-173.
- Eloranta, A. P., Helland, I. P., Sandlund, O. T., Hesthagen, T., Ugedal, O., e Finstad, A. G. (2016). Community structure influences species' abundance along environmental gradients. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 273-282.
- Farji-Brener, A. G., Barrantes, G., e Ruggiero, A. (2004). Environmental rugosity, body size and access to food: a test of the size-grain hypothesis in tropical litter ants. *Oikos*, 104(1), 165-171.
- Farji-Brener, A. G., Barrantes, G., e Ruggiero, A. (2004). Environmental rugosity, body size and access to food: a test of the size-grain hypothesis in tropical litter ants. *Oikos*, 104(1), 165-171.
- Farris-Lopez, K., Denslow, J. S., Moser, B., e Passmore, H. (2004). Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 20(4), 429-438.
- Fernández-Llamazares, Á., Díaz-Reviriego, I., Guèze, M., Cabeza, M., Pyhälä, A., e Reyes-García, V. (2016). Local perceptions as a guide for the sustainable management of natural resources: empirical evidence from a small-scale society in Bolivian Amazonia. *Ecology and society: a journal of integrative science for resilience and sustainability*, 21(1).
- Gibb, H., Stoklosa, J., Warton, D. I., Brown, A. M., Andrew, N. R., e Cunningham, S. A. (2015). Does morphology predict trophic position and habitat use of ant species and assemblages?. *Oecologia*, 177(2), 519-531.



- Gomes, J. B. V., Barreto, A. C., Michereff Filho, M., Vidal, W. C. L., da Silva Costa, J. L., de Oliveira-Filho, A. T., e Curi, N. (2010). Relações entre atributos do solo e atividade de formigas em restingas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(1), 67-78.
- Gomes, J. P., Iannuzzi, L., e Leal, I. R. (2010). Response of the ant community to attributes of fragments and vegetation in a northeastern Atlantic rain forest area, Brazil. *Neotropical entomology*, 39(6), 898-905.
- Hölldobler, B., e Wilson, E. O. (1990). *The ants*. Harvard University Press.
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press.
- Hutchinson, G. E. (1957). *A Treatise on Limnology*, 1, 243.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363e375.
- Kaspari, M., e Weiser, M. D. (1999). The size–grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13(4), 530-538.
- Kaspari, M., e Weiser, M. D. (1999). The size–grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13(4), 530-538.
- Lagares, M. A. (2018). Araneofauna (Arachnida, araneae) do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba, Brasil.
- Lassau, S. A., e Hochuli, D. F. (2004). Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27(2), 157-164.
- Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J., Sloan, S. P., ... e Arroyo-Rodriguez, V. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415), 290-294.
- Leal, A. D. (2017). Composição e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em um fragmento de Mata Atlântica no estado da Paraíba, Brasil.
- Leal, I. R., Bieber, A. G. D., Tabarelli, M., e Andersen, A. N. (2010). Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 19(12), 3347-3360.
- Leal, I. R., Filgueiras, B. K., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., e Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, 21(7), 1687-1701.

- Leal, I. R., Wirth, R., e Tabarelli, M. (2014). The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified neotropical forests. *Biotropica*, 46(5), 516-528.
- Leite, A. B. X., Menezes, A. A. D., Souto, L. D. S., Aptroot, A., Lücking, R., Santos, V. M. D., e Cáceres, M. E. D. S. (2015). Epiphytic microlichens as indicators of phytosociological differentiation between Caatinga and Brejos de Altitude. *Acta Botanica Brasilica*, 29(4), 457-466.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P., Santos, A. M., e Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 287-296.
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A., e Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 142(6), 1154-1165.
- Lopes, J., Conchon, I., Yusawa, S. K., e Kurnlein, R. R. (1994). Entomofauna do Parque Estadual Mata dos Godoy: II. Scarebaeidae (Coleoptera) coletados em armadilhas de solo. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, 15(2), 121-127.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I. A., Piñero, D., Dirzo, R., e Sarukhán, J. (2016). Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(19), 5323-5328.
- Massicotte, P., Frenette, J. J., Proulx, R., Pinel-Alloul, B., e Bertolo, A. (2014). Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape ecology*, 29(1), 67-79.
- Mayo, S., e Fevereiro, V. (1982). Forest of Pau Ferro: a pilot study of the brejo of Paraíba, Brazil. Great Britain, Royal Botanical Gardens, Kew, Winston Churchill Memorial Trust.
- Montiglio, P. O., Ferrari, C., e Reale, D. (2013). Social niche specialization under constraints: personality, social interactions and environmental heterogeneity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1618), 20120343.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., e Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Oliveira, P. S., e Koptur, S. (Eds.). (2017). Ant-plant interactions: impacts of humans on terrestrial ecosystems. Cambridge University Press.

- Parr, C. L., Dunn, R. R., Sanders, N. J., Weiser, M. D., Photakis, M., Bishop, T. R., ... e Chick, L. (2017). GlobalAnts: a new database on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Conservation and Diversity*, 10(1), 5-20.
- Peters, H. A., Pauw, A., Silman, M. R., e Terborgh, J. W. (2004). Falling palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl\_5), S367-S369.
- Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., e Duarte, L. D. (2013). Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 963-974.
- Pimentel, D. S., e Tabarelli, M. (2004). Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 36(1), 74-84.
- Pôrto, K. C., Cabral, J. J., e Tabarelli, M. (2004). Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba. História natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente e Universidade Federal do Pernambuco, Brasília.
- Ranta, P., Blom, T. O. M., Niemela, J. A. R. I., Joensuu, E., e Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity e Conservation*, 7(3), 385-403.
- responses to disturbance: impacts of cattle grazing on ant communities vary with habitat complexity. *Ecological applications*, 28(7), 1808-1817.
- Ribas, C. R., Solar, R. R., Campos, R. B., Schmidt, F. A., Valentim, C. L., e Schoereder, J. H. (2012). Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic?. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 413-421.
- Ribeiro-Neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M., e Leal, I. R. (2016). Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 25(5), 943-956.
- Rico-Gray, V., Oliveira, P. S., e Oliveira, P. S. (2007). The ecology and evolution of ant-plant interactions. University of Chicago Press.
- Rocha-Ortega, M., Arnan, X., Ribeiro-Neto, J. D., Leal, I. R., Favila, M. E., e Martínez-Ramos, M. (2018). Taxonomic and functional ant diversity along a secondary successional gradient in a tropical forest. *Biotropica*, 50(2), 290-301.
- Rybacki, J., e Hanski, I. (2013). Species–area relationships and extinctions caused by habitat

loss and fragmentation. *Ecology letters*, 16, 27-38.

Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P., e Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological conservation*, 141(1), 249-260.

Scariot, A. (1999). Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*, 87(1), 66-76.

Schmidt, F. A., Ribas, C. R., e Schoereder, J. H. (2013). How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24, 158-166.

Silva, J. D. C. (2007). Macaúba: fonte de matéria-prima para os setores alimentício, energético e industrial. Viçosa: CEDAF/DEF/UFV, 41.

Silva, P. S., Bieber, A. G., Leal, I. R., Wirth, R., e Tabarelli, M. (2009). Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. *Journal of Tropical Ecology*, 25(2), 223-227.

Silva, R. R., e Brandão, C. R. F. (2010). Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Monographs*, 80(1), 107-124.

Souza, A. F., e Martins, F. R. (2003). Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Plant Ecology*, 164(2), 141-155.

Stein, A., Gerstner, K., e Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880.

Stein, Gerstner e Kreft. 2014

Tabarelli, M., Lopes, A. V., e Peres, C. A. (2008). Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40(6), 657-661.

Tabarelli, M., Peres, C. A., e Melo, F. P. (2012). The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155, 136-140.

Team, R. C. (2019). A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2012. URL <https://www.R-project.org>.

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., e Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.
- Underwood, E. C., e Fisher, B. L. (2006). The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. *Biological conservation*, 132(2), 166-182.
- Vargas, A. B., Mayhé-Nunes, A. J., Queiroz, J. M., Souza, G. O., e Ramos, E. F. (2007). Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. *Neotropical Entomology*.
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R., e Lima, J. C. A. (1991). Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Ibge.
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., e Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, 20(6), 1512-1522.
- Weiser, M. D., e Kaspari, M. (2006). Ecological morphospace of New World ants. *Ecological Entomology*, 31(2), 131-142.
- Wright, S. F., e Anderson, R. L. (2000). Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains. *Biology and Fertility of Soils*, 31(3-4), 249-253.

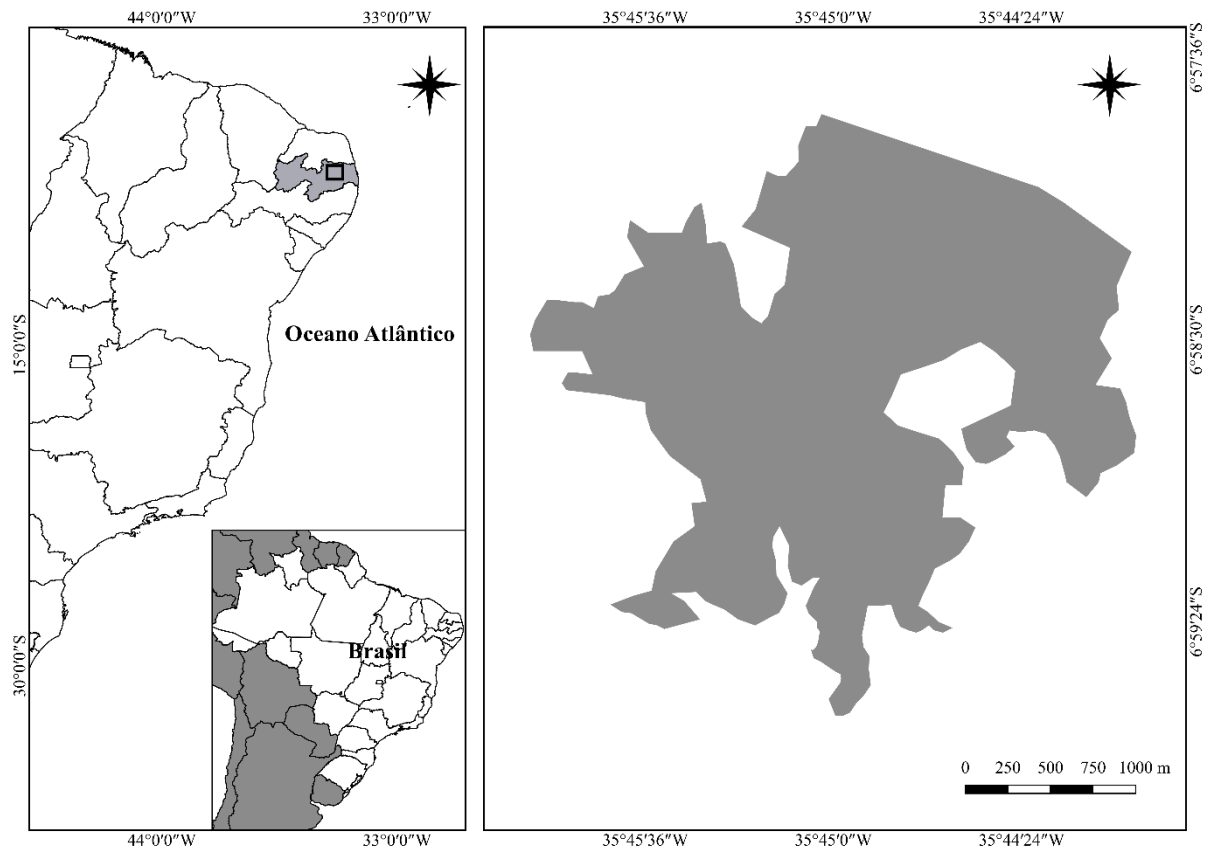
## TABELAS

**Tabela I:** Resultados do teste de Wilcoxon par a par para testar se as clareiras reduzem a DT e DF de comunidades de formigas em relação ao sub-bosque de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.

<b>Índice</b>	<b>V</b>	<b>P</b>
<b><sup>0</sup>D</b>	18	0.351
<b><sup>1</sup>D</b>	21	0.556
<b><sup>2</sup>D</b>	24	0.697
<b>FRic</b>	18	0.375
<b>FEve</b>	47	<b>0.048*</b>
<b>RaoQ</b>	30	0.845

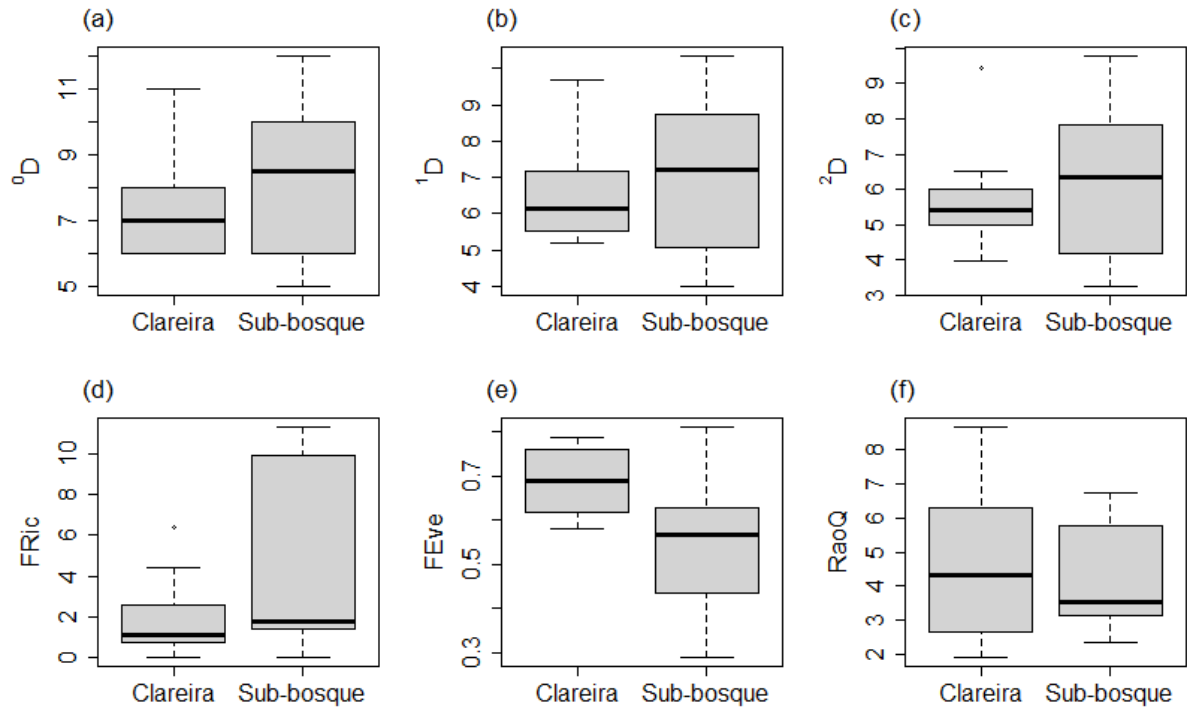
**Tabela II:** Resultados do modelos lineares generalizados (GLM) testando o efeito do aumento da área das clareiras e do número de palmeiras (número de palmeiras em um raio de 10m), bem como da interação entre os fatores, sobre os padrões de diversidade taxonômica ( $^0D$ ,  $^1D$  e  $^2D$ ) e funcional (FRic, FEve e RaoQ) e sobre a composição taxonômica e funcional de comunidades de formigas em clareiras de *A. intumescens* no Parque Estadual Mata do Pau Ferro, um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.

Variável reposta	Variável explicativa	R <sup>2</sup>	gl	P
$^0D$	Área	0.22	8	0.3725
	Número de Palmeiras		7	0.9843
	Área*Número de Palmeiras		6	0.6428
$^1D$	Área	0.65	8	<b>0.0464*</b>
	Número de Palmeiras		7	0.34144
	Área*Número de palmeiras		6	0.09579
$^2D$	Área	0.75	8	<b>0.0296*</b>
	Número de Palmeiras		7	0.1234
	Área*Número de palmeiras		6	<b>0.03599*</b>
FRic	Área	0.28	8	0.9406
	Número de Palmeiras		7	0.3769
	Área*Número de palmeiras		6	0.1626
FEve	Área	0.12	8	0.8015
	Número de Palmeiras		7	0.7054
	Área*Número de palmeiras		6	0.738
RaoQ	Área	0.33	8	0.77885
	Número de Palmeiras		7	0.94882
	Área*Número de palmeiras		6	0.08737
Composição	Área	0.12	8	0.3222
Taxonômica	Número de Palmeiras		7	0.1393
	Área*Número de palmeiras		6	0.6787
Composição	Área	0.02	8	0.9003
Funcional	Número de Palmeiras		7	0.7526
	Área*Número de palmeiras		6	0.7165

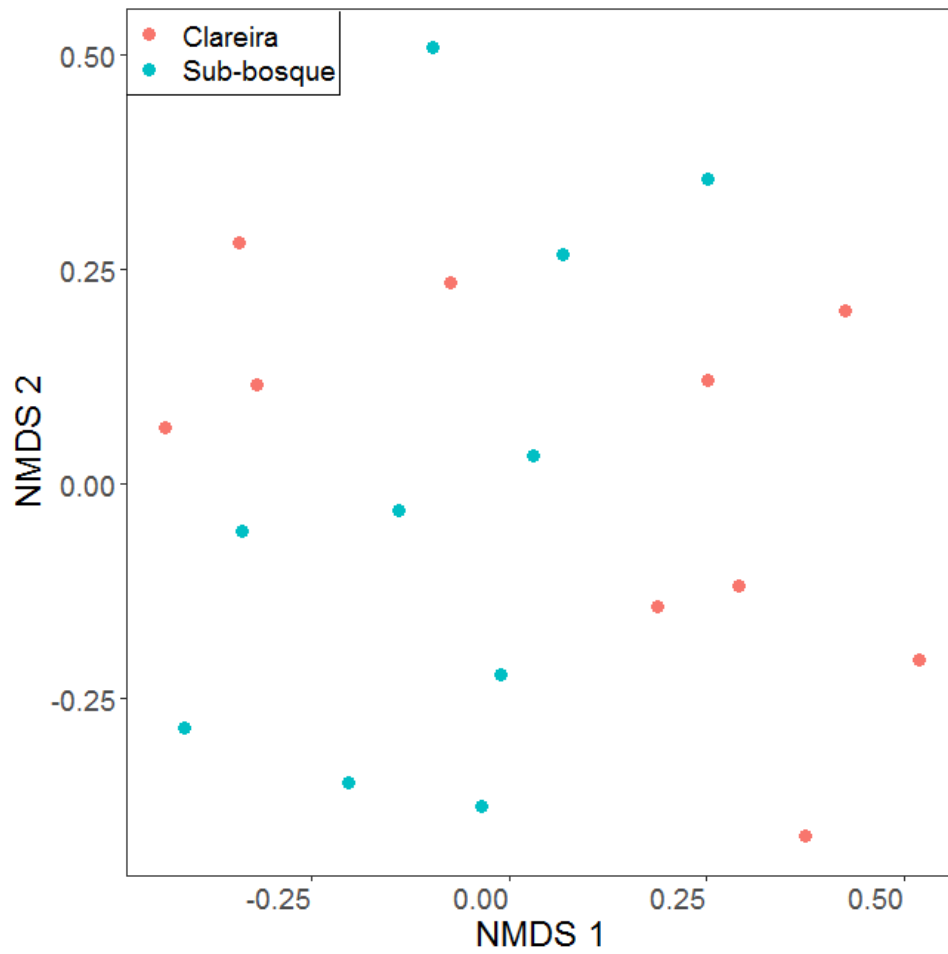
**FIGURAS**

**Figura 1:** Mapa da área de estudo o Parque Estadual Mata do Pau Ferro.

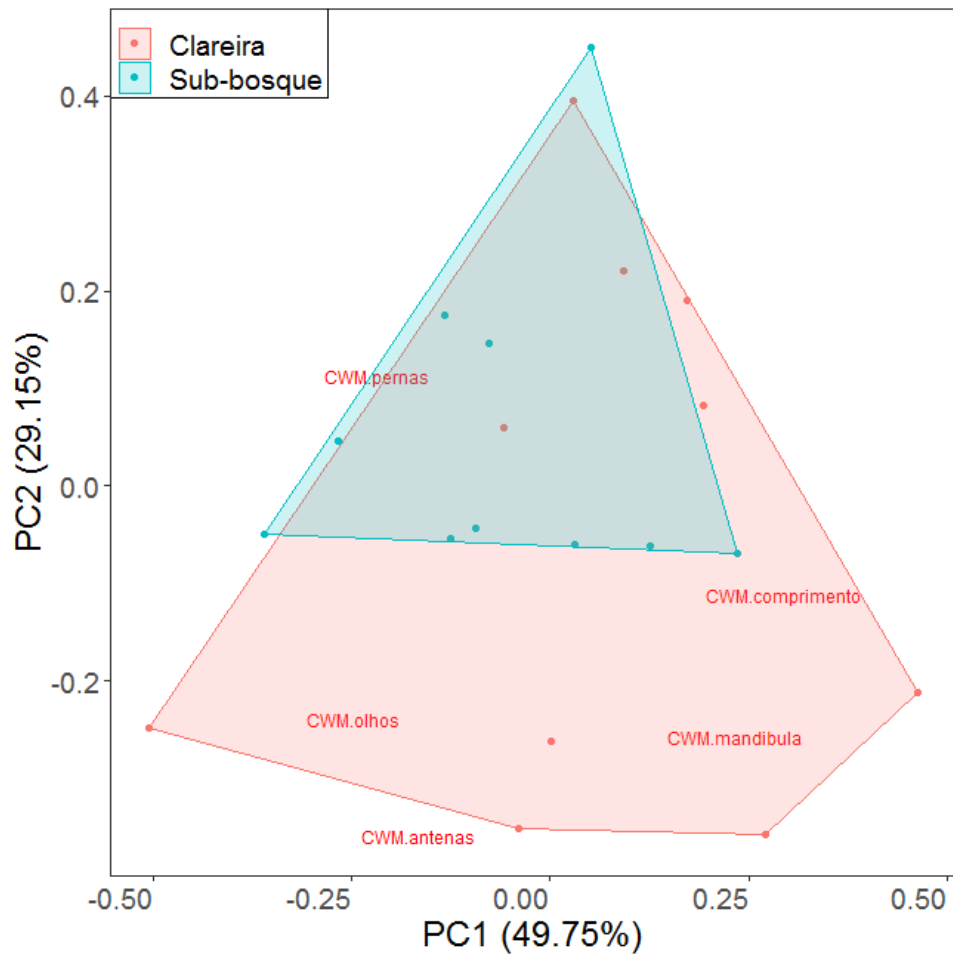




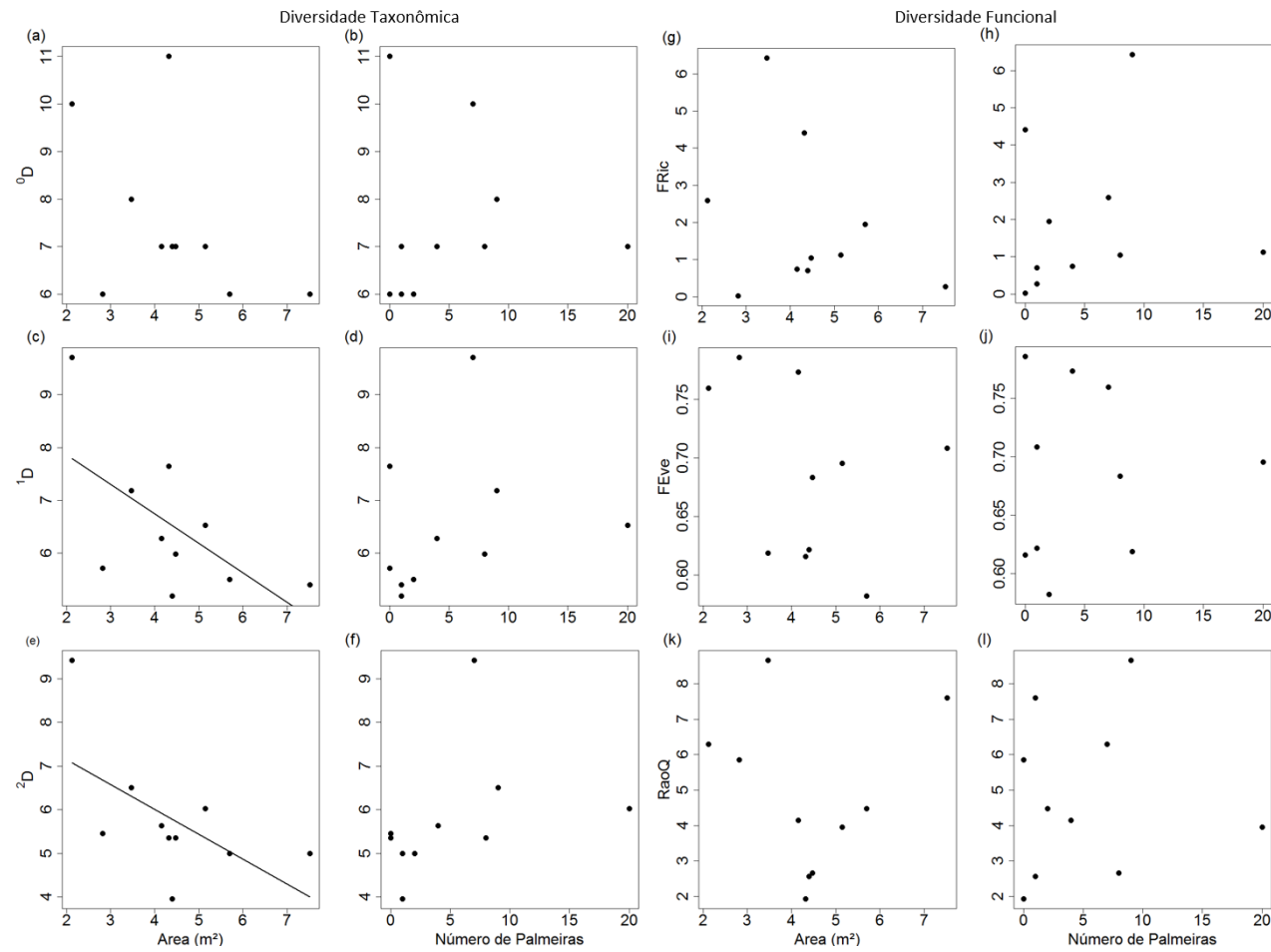
**Figura 2:** Padrões de diversidade de comunidades de formigas entre as clareiras e o sub-bosque de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. Diversidade taxonômica: a –  ${}^0D$  espécies raras, b –  ${}^1D$ , espécies comuns, c –  ${}^2D$ , espécies dominantes. Diversidade funcional: d – FRic, Riqueza funcional, e – Feve, Equabilidade Funcional, f – RaoQ, Entropia quadrática de Rao. As caixas indicam os percentis de 25 a 75, a linha central dentro da caixa indica a mediana, as barras de erro indicam os percentis 90 e 10, e os pontos sobre as barras de erros representam valores máximos, porém considerados discrepantes dentro da observação.



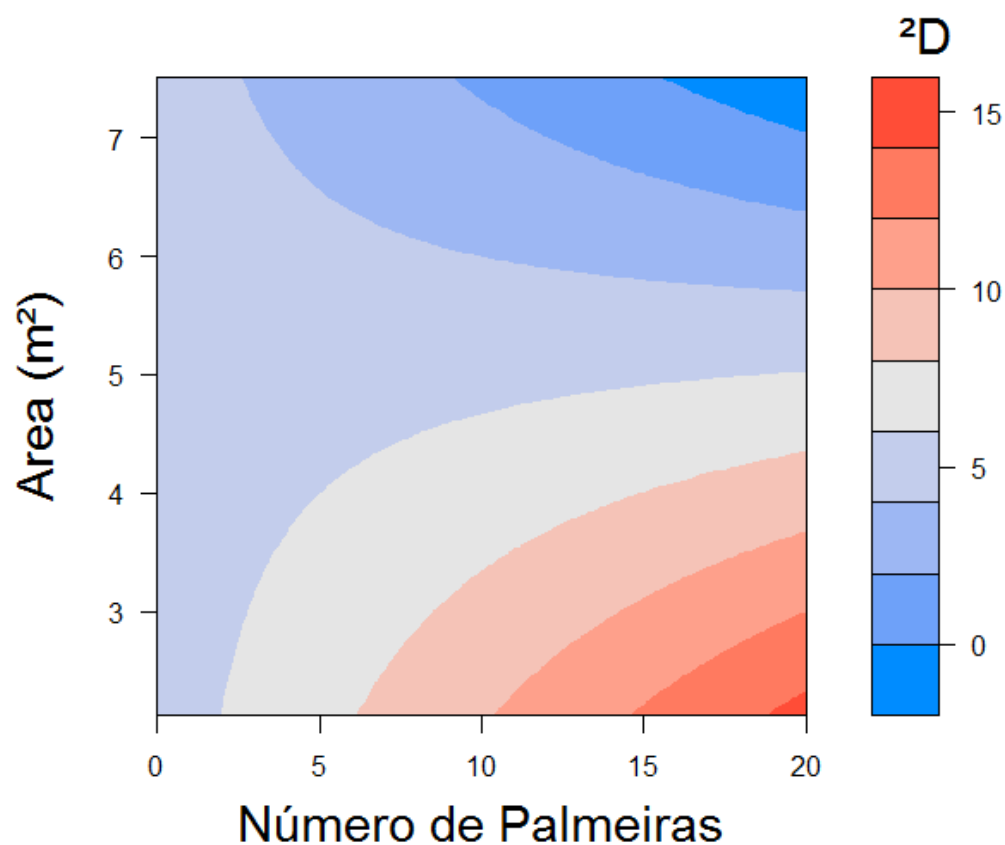
**Figura 3:** Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), estresse = 0.22, representando a diferença entre as comunidades de formigas das clareiras e do sub-bosque em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.



**Figura 4:** Análise de componentes principais (PCA) com base nos CWM. Representação dos CWM de formigas para as comunidades nas clareiras e do sub-bosque de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. Os “CWM.atributos” representam os centroides (por exemplo, CWM.olhos).



**Figura 5:** Efeito da área (m²) e número de palmeiras (em um raio de 10m) sobre a DT e DF de formigas associadas a clareiras de palmeiras da espécie *Acrocomia intumescens* em fragmento de Mata Atlântica.  $^0D$  (diversidade de espécies raras),  $^1D$  (diversidade de espécies comuns),  $^2D$  (diversidade de espécies dominantes), FRic (riqueza funcional), Feve (equabilidade funcional) e RaoQ (entropia quadrática de Rao).



**Figura 6:** Representação da interação entre a área (m<sup>2</sup>) das clareiras e o número de palmeiras (em uma raio de 10m) sobre a diversidade de espécies dominantes (²D) em comunidades de formigas associadas a clareiras de *A. intumescens* em uma fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.

## CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados estão em parte de acordo com nossas expectativas iniciais, redução de diversidade e alteração da composição. Apenas a equabilidade funcional foi afetada pelo habitat (clareira versus sub-bosque), ou seja, temos número equáveis de espécies raras, comuns e dominantes, e de riqueza e divergência funcional entre os habitats. Houve substituição de espécies entre os habitats, porém a composição funcional não variou. Por fim ao avaliar o efeito da área das clareiras e do número de palmeiras (e a interação entre os fatores), percebemos que a área das clareiras foi principal força que afetou a diversidade taxonômica, reduzindo a diversidade de espécies comuns e raras, enquanto a interação entre os fatores afetou apenas as espécies dominantes (reduzindo sua diversidade). A diversidade funcional não foi afetada pela área das clareiras, número de palmeiras ou interação entre os fatores.